



Smolttabet i Årslev Engsø

En sammenligning af den nydannede engsø i 2004 og den etablerede engsø i 2011

Boel, Mikkel; Koed, Anders

Publication date:
2013

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Boel, M., & Koed, A. (2013). *Smolttabet i Årslev Engsø: En sammenligning af den nydannede engsø i 2004 og den etablerede engsø i 2011*. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 260-2013
http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter/Forskningsrapporter_siden_2008

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Smolttabet i Årslev Engsø

En sammenligning af den nydannede engsø i 2004
og den etablerede engsø i 2011



DTU Aqua-rapport nr. 260-2013
Af Mikkel Boel og Anders Koed

Smolttabet i Årslev Engsø

En sammenligning af den nydannede engsø i 2004
og den etablerede engsø i 2011

DTU Aqua-rapport nr. 260-2013

Af Mikkel Boel og Anders Koed

Indhold

| | |
|--|----|
| Sammenfatning | 5 |
| 1. Indledning | 7 |
| 1.1. Vandmiljøplan-søer | 7 |
| 1.2. Laksefiskenes livscyklus | 8 |
| 1.3. Effekt af søer på vandrende laksefisk | 9 |
| 1.4. Prædation fra fisk og fugle | 11 |
| 1.5. Årslev Engsø og ørrederne i Aarhus Å og Lyngbygård Å | 12 |
| 2. Metoder | 14 |
| 2.1. Inkluderede data | 14 |
| 2.2. Fangst og mærkning | 14 |
| 2.3. Telemetry | 15 |
| 2.4. Fiskeundersøgelser | 15 |
| 2.5. Fugleobservationer | 15 |
| 2.6. Databehandling og statistik | 16 |
| 3. Resultater | 17 |
| 3.1. Smolttab i Årslev Engsø | 17 |
| 3.2. Smolttab pr. kilometer i Årslev Engsø | 18 |
| 3.3. Ændringer i antal fiskeædende fugle | 19 |
| 3.4. Ændringer i rovfiskebestandene | 21 |
| 3.5. Temperatur i åerne og engsøen | 22 |
| 3.6. Produktion af smolt og gydefisk | 23 |
| 4. Diskussion | 25 |
| 4.1. Smolttab gennem Årslev Engsø og Brabrand Sø | 25 |
| 4.2. Smolttab sammenholdt med antal fiskeædende fugle | 26 |
| 4.3. Smolttab sammenholdt med rovfiskebestanden | 27 |
| 4.4. Temperatur | 28 |
| 4.5. Smoltproduktion og gydefisk: Potentialet for Aarhus Å og Lyngbygård Å | 29 |
| 4.6. VMP-søer i fremtiden | 29 |
| Referencer | 32 |
| Bilag A: Fiskeundersøgelser 2003 og 2011 | 38 |
| Bilag B: Fugleobservationer 2004 til 2011 | 40 |

Sammenfatning

Årlev Engsø blev etableret i 2003. I 2004 og 2011 blev der lavet undersøgelser af tabet af ørredsmolt i søen.

Etableringen af Årlev Engsø har medført et øget tab af ørredsmoltene i den nedre del af Aarhus Å systemet. Smolttabet i Årlev Engsø i 2011 er steget markant siden 2004, fra 22,5 % til 72,4 % for ørredsmolt fra Aarhus Å, og fra 4,7 % til 51,0 % for ørredsmolt fra Lyngbygård Å.

Stigningen i smolttabet forårsaget af Årlev Engsø er kritisk i sig selv, men inden ørredsmoltene når havet, skal de også passere igennem Brabrand Sø, hvor der sker et yderligere tab på 56-72 %. I 2004 var det samlede smolttab ved passage af den nyanlagte Årlev Engsø og dernæst Brabrand Sø på 66-78 % og 58-73 %, for hhv. Aarhus Å og Lyngbygård Å. Det anslås, at det samlede smolttab i 2011 var steget til 88-92 % og 79-86 %, for hhv. Aarhus Å og Lyngbygård Å. Det højere relative tab for ørredsmolt fra Aarhus Å, i forhold til Lyngbygård Å, illustrer, at smolttabet er afhængig af afstanden mellem ind- og udløb og vandets opholdstid i søen. I forhold til at minimere smolttabet ved anlæggelse af kvælstof reducerende vådområder/engsøer (VMP-søer), bør afstanden mellem ind- og udløb minimeres og vandets opholdstid være så lille som muligt.

Undersøgelsen viste, at det øjeblikkelige smolttab havde ændret sig fra at være højest i den vestlige ende i 2004, hvor Aarhus Å løber ind, til at være højest i den østlige ende af søen i 2011, hvor Lyngbygård Å løber ind. Samlet vurderes antallet af fiskeædende fugle ved Årlev Engsø ikke at have ændret sig i en retning, som forklarer det øgede smolttab fra 2004 til 2011. På trods af at antallet af fiskehejre var gået tilbage fra 2004 til 2011, var deres prædation på smoltene blevet øget i den vestlige ende af engsøen. Geddebestanden i søen har ændret sig imod flere store gedder. I foråret 2004 var der således en stor geddebestand med mange små gedder. I 2011 havde dette ændret sig således, at der var færre men større gedder, især i den østlige og dybere ende af søen. Således var prædationen på ørredsmolt i den vestlige lavvandede ende af Årlev Engsø, altså på Aarhus Å smolt, domineret af fiskehejre, både i 2004 og 2011, mens den østlige dybere ende var domineret af prædation fra gedde i 2011.

Under den nuværende situation, kan der ikke opretholdes selvreproducerende havørredbestande i Aarhus Å og Lyngbygård Å. Estimering af produktionen af ørredsmolt og -gydefisk viste, at begge

disse har potentiale for forøgelse, hvis der laves omløbsløsninger, så smoltene undgår at skulle igennem Årslev Engsø.

1. Indledning

1.1. Vandmiljøplan-søer

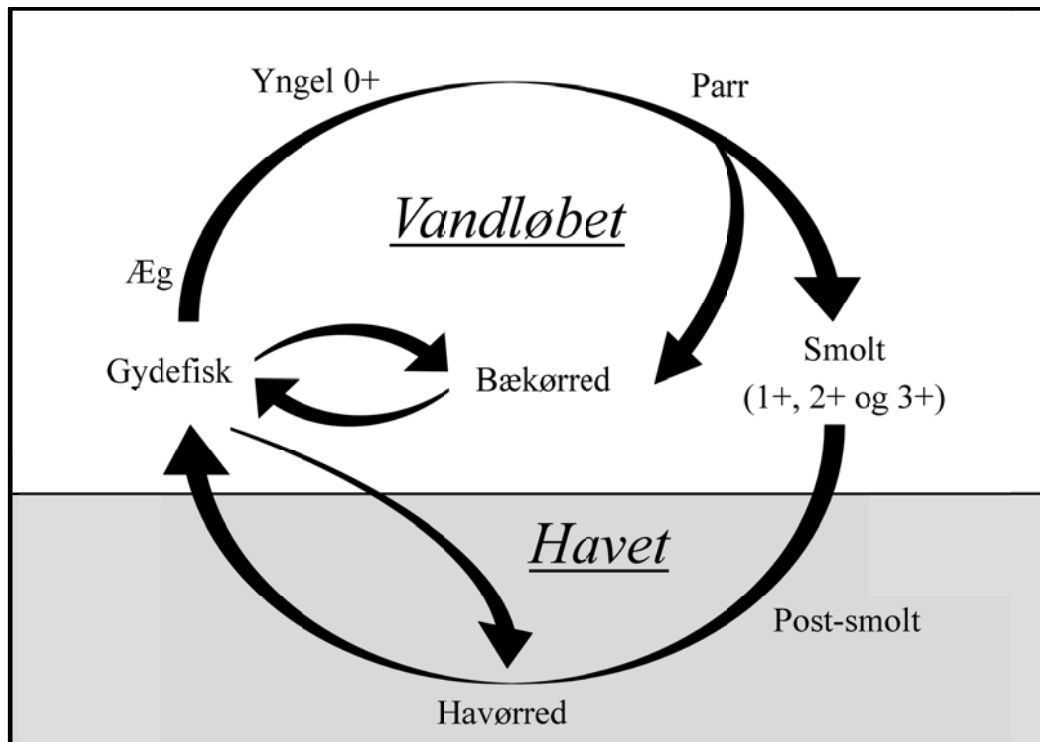
Reducering af kvælstof- og fosforudledningen fra landbruget i søer og marine områder har været nogle af målsætningerne i vandmiljøplanerne (VMP) II og III samt Grøn Vækst aftalen. Et af initiativerne i den forbindelse har været genopretning og etablering af vådområder/engsøer i forbindelse med vandløb, herefter benævnt som VMP-søer, som skal øge kvælstoffjernelsen via bakteriel denitrifikation. Disse initiativer blev indført under VMP II (1998-2003) og med henblik på at få udført flere af disse projekter, er de fortsat at finde under virkemidler i VMP III (2004-2015) og vandplanerne i Grøn Vækst aftalen (2009). Den oprindelige målsætning i 1998 var 16.000 ha vådområder (5.600 ton N pr. år) (VMP II), men da etableringen af VMP-søer ikke gik så hurtigt og effekten var mindre end forventet (Grant et al. 2000), blev målsætningen ved midtvejsevalueringen nedjusteret til 5-7.000 ha (2.100 ton N pr. år). I slutevalueringen af VMP II var den samlede prognose, at der i 2003 ville være 2.900 ha vådområder med bindende aftaler (Grant og Waagepetersen, 2003) og i 2004 blev det aftalt, at der skulle etableres yderligere 4.000 ha af denne type vådområde i løbet af 2004 og 2005 (VMP III), hvilket gav en samlet forventning om 6.900 ha vådområder. Ved udgangen af 2007 var der etableret ca. 5.300 ha vådområder og bevilget yderligere ca. 3.400 ha (Børgesen et al. 2009). Med Grøn Vækst initiativet fra regeringen, hvor der i vandplanerne blev målsat etablering af yderligere 10.000 ha vådområder inden udgangen af 2015 (Regeringen 2009). Der er derfor fortsat udsigt til endnu flere VMP-søer i det danske landskab. Mere information om VMP-søer kan bl.a. findes på Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside: <http://www.sns.dk/landhav/vandmilplan/sns-web/forside.htm>.

Vådområder etableres bl.a. ved at lade drænede engarealer oversvømme igen. Dette kan gøres blot ved at man stopper dræningen, eller ved at lave en mindre opstemning i vandløbene, som det f.eks. er sket ved Årslev Engsø og Egå Engsø. Graden af oversvømmelse kan afhænge af hvor meget landbrugsjorden har sat sig siden dræningen i sin tid startede. Der hvor jorden har sat sig meget, vil der forekomme permanente oversvømmelser og søer vil dannes. I andre tilfælde, hvor jorden har sat sig i mindre grad, vil åbent vand kun forekomme ved store afstrømninger i vinterhalvåret. Ændringer som følge af etablering af sådanne engsøer/vådområder vil, foruden at nedbringe eutrofiering, forbedre levevilkårene for nogle organismer, mens andre påvirkes negativt.

Denne rapport beskriver tabet af vandrende havørredsmolt (smolttabet), på deres vej imod havet, i den nyanlagte og den etablerede engsø. Rapporten er en opfølgning på en tidligere undersøgelse af Rasmussen og Koed (2005), som har givet en detaljeret beskrivelse af migrationsadfærd og overlevelse hos ørredsmolt i forbindelse med passagen af Årslev Engsø i 2004, et år efter den blev etableret. Her suppleres der med en undersøgelse af ørredsmolts overlevelse igennem engsøen i 2011, hvor søen forventes at have fundet et mere stabilt leje for dyr og planter siden 2004.

1.2. Laksefiskenes livscyklus

I Danmark vandrer anadrome laksefisk imellem fersk- og saltvand for at gennemføre deres livscyklus, eksempelvis havørreder (Figur 1). I vinterhalvåret lægger de gydemodne fisk deres æg i grusbunden af mindre såvel som større vandløb. Æggene klækkes i løbet af foråret, hvorefter ynglen typisk tilbringer 1-3 år i vandløbet før en stor del af dem vandrer til havet for at vokse sig store (Jepsen et al. 1998, Aarestrup 2001). For at tilpasse sig skiftet til saltvand gennemgår de unge fisk som vandrer en tilpasningsproces, den såkaldte smoltifikation (McCormick og Saunders 1987; Hoar 1988), og benævnes herefter som "smolt". Denne tilpasning har stor betydning for fiskens evne til at overleve i havet og er kun til stede i en begrænset periode i foråret, som også kendes som "smoltvinduet". Forsinkelser af smoltenes vandring kan derfor betyde, at de når havet uden for smoltvinduet og vil derfor have betydelig mindre chance for at overleve (McCormick et al. 1998; Shrimpton et al. 2000; Aarestrup og Koed 2003). Efter et eller flere år i havet vender de tilbage til deres oprindelses vandløb for at gyde (Klemetsen et al. 2003), hvor hver enkelt bestand er specielt tilpasset forholdene i netop det vandløb (Jensen et al. 2008; Fraser et al. 2011; Meier et al. 2011). Derfor kan hver enkelt vildbestand af laks og ørred anses som unikke og vigtige at værne om. De genetisk oprindelige ørredbestande har nyligt været rødlistede og vurderet som sjældne i Danmark (Stoltze og Pihl 1998). Som følge af forbedrede fysiske forhold, og oftest hjulpet godt på vej af udsætninger af afkom fra lokale vilde fisk, er mange bestande nu stigende (Wind og Pihl 2004, *opdateret 2010*). Det er dog vigtigt, at udsætninger ikke bliver en sovepude. Udsatte ørreder er opvokset i dambrug og er derfor ikke underlagt den samme selektion som i naturen. Derfor er de vilde ørreder truet af genetisk opblanding fra udsatte fisk (Wind og Pihl 2004- *opdateret 2010*).



Figur 1: Eksempel på livscyklus for ørred

Det ikke er alle ørreder der bliver til havørreder, som figuren også viser. En fraktion vil blive i vandløbet og blive til bækørreder. Herudover kan der, alt efter hvilke miljøer der er tilgængelige, findes andre livsstrategier (eksempelvis søørred).

1.3. Effekt af søer på vandrende laksefisk

Det har længe været velkendt, at menneskeskabte søer kan medføre store tab af ørred- og laksesmolt på deres vej imod havet (Koed 1993; Carl og Larsen 1994; Jepsen et al. 1997; Nielsen 1997, Jepsen et al. 1998; Jepsen et al. 2000; Koed et al. 2005; Aarestrup et al. 2006) og der er voksende evidens for at anlæggelse af engsøer/vådområder, der indgår som virkemidler til kvælstof reducering, har samme negative effekt, eksempelvis Årslev Engsø (Rasmussen og Koed 2005) og Egå Engsø (Koed og Mikkelsen 2005, 2006, 2007; Kristensen 2012). Store smolttab i sådanne søer kan således have uheldige konsekvenser for lokale bestande af laksefisk, der hver især kan anses som unikke, ifølge forrige afsnit.

Generelt har smolt vanskeligt ved at passere søer og finde udløbet, hvilket gør, at smoltenes migrationshastigheder generelt er lavere i søer end i vandløb. Dette medfører, at deres vandring bliver forsinket og de har større risiko for at blive præderet (Carl og Larsen 1994; Rasmussen et al. 1996; Nielsen 1997, Aarestrup 1999; Jepsen et al. 2000) og for at nå havet uden for smoltvinduet (McCormick et al. 1998; Shrimpton et al. 2000; Aarestrup og Koed 2003). Ved etablering af søer risikerer man, at skabe en helt anden hydrografi end smoltene er tilpasset til. Ved reetablering af søer kunne man have en forventning om, at smolt er bedre tilpasset til forholdene, men også her kan der opstå en hydrografi som ikke er gavnlig. Eksempelvis hvor jorden har sat sig kan der opstå søer der er betragteligt dybere og større end de oprindelige søer.

Den retningsmæssige reference under fisks vandring er primært vandets strømretning, hvilket betyder, at eksempelvis vindskabte vandstrømme i en sø kan påvirke smoltenes migrationssucces (Arnold 1974; Thorpe et al. 1981; Jonsson et al. 1993; Jepsen et al. 1997). I Årslev Engsø er det vist, at smoltenes migrationshastighed er påvirket af både vandføring og vindretning (Rasmussen 2005). Dette kan medføre forsinkelser og i værste fald kan vindretningen betyde at smoltene vandrer tilbage mod det vandløb, hvor de kom fra (Thorpe et al. 1981). Generelt er der en sammenhæng mellem vandets opholdstid og smolttab: jo længere opholdstid desto højere smolttab (Koed upubliceret). Fiskenes adfærd kan være tilpasset til netop de forhold, de møder under deres naturlige vandringforhold, hvilket er illustreret ved forskellig adfærd i naturlige og menneskeskabte søer. I naturlige søer hvor der ikke er en defineret strømrende, eksempelvis Red Indian Lake og Hald Sø, følger smoltene søens bred (Bourgeois og O'Connell 1988; Boel, 2012), hvorimod i menneskeskabte søer vandrer smoltene højt i vandsøjlen, langt fra land og ofte langs den oprindelige flodseng, eksempelvis Tange Sø og Bygholm Sø (Jepsen et al. 1997; Jepsen et al. 2000; Aarestrup et al. 2002). Således vil en ørredbestand som ikke er tilpasset til at passere søer under deres vandring, befinde sig ”på dybt vand” og med en retningsreference ”som vinden blæser”, hvis der etableres en sø på deres vej.

Smoltene er endvidere følsomme overfor høje temperaturer. Generelt er temperaturen højere i søer om foråret i forhold til vandløbene, hvilket kan betyde, at smoltene vil begynde at afsmoltificere og at deres vandringslyst nedsættes. Dette sker når vandtemperaturen overstiger ca. 14 °C (Duston et al. 1991; McCormick et al. 1999; Aarestrup og Koed 2000), men kan også relateres til et bestandsspecifikt

antal graddage (McCormick et al. 1999; Zydlewski et al. 2005; Sykes et al. 2009; Sykes & Shrimpton 2010). Det betyder, at forsinkelser ved passage af søer, eller ved andre forhindringer (f.eks. opstemninger), hvor temperaturen er højere end i vandløbet, kan betyde, at smoltene stopper deres vandring og bliver i ferskvand eller at de når til havet med reduceret eller mistet tilpasning til saltvand (McCormick et al. 1998; Shrimpton et al. 2000; Aarestrup og Koed 2003). Endvidere kan forsinkelser og længere ophold i søer betyde, at smoltene tilbringer længere tid i et miljø med høj risiko for at blive præderet, som således kan medføre en yderligere reduktion af det antal smolt der når havet.

1.4. Prædation fra fisk og fugle

Hvilke prædatorer, som gør et indhug i de vandrende smolt kan være meget systemspecifikt, men overordnet set er nogle af de arter, man skal være opmærksom på mht. smolttab i søer: store rovfisk (f.eks. gedde (*Esox lucius*), sandart (*Sander lucioperca*), men også store aborre (*perca fluviatilis*)) og fiskeædende fugle (f.eks. lappedykkere (*Podiceps griseigena*), fiskehejre (*Ardea cinerea*), skarv (*Phalacrocorax carbo*) og skalleslugere (stor-, *Mergus merganser*, og lille-, *Mergellus albellus*)). Disse arter vil ofte være at finde i/ved søer, og derfor må der ved etablering af VMP-søer, forventes et øget smolttab til disse prædatorer, udover det tab som sker i bække/åer og allerede eksisterende søer. Til sammenligning er tabet i vandløb ca. 0,07-6,5 % pr. km, hvor det kan være 15-44 % pr. km i søer (Rasmussen et al. 1996; Nielsen 1997, Rasmussen og Koed 2005, Aarestrup og Koed upubliceret).

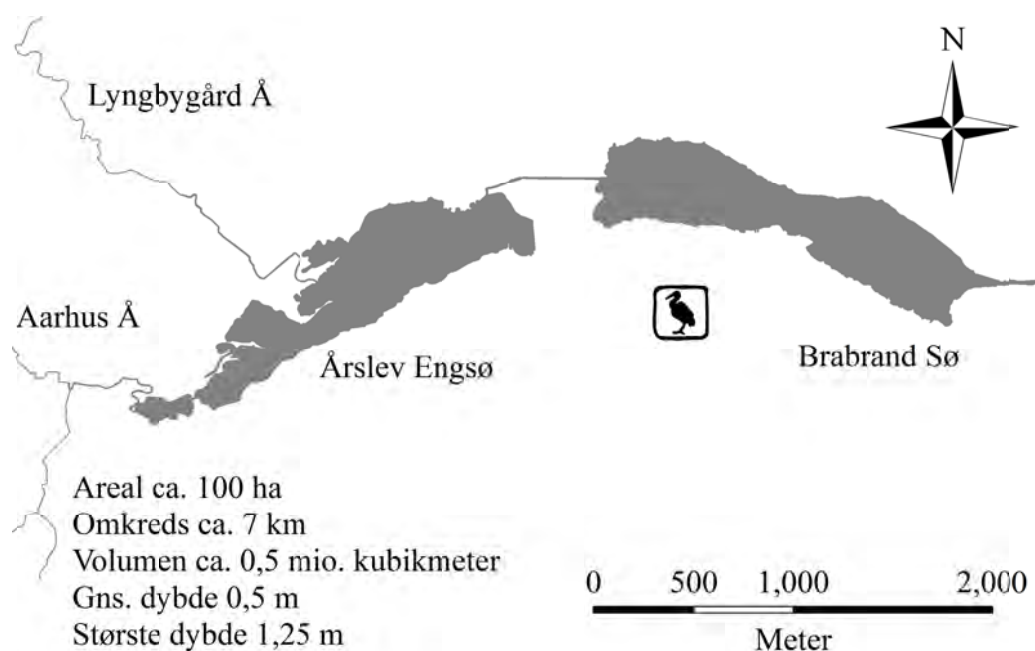
Rovfisk kan forårsage betydelige smolttab i søer. Gedde kan være en meget betydningsfuld smoltprædator; gedde stod for et smolttab på 56 - 60 % i Tange Sø (Jepsen et al. 1997, 1998) og 30 % i Karlsgårde Sø (Koed et al. 2005). I andre søer har sandart en stor betydning for reduktionen af de vandrende smolt; sandart stod for et smolttab på 26,5 % i Bygholm Sø, hvor gedde stod for et mindre smolttab på 9,6 % (Koed 1993). Prædation fra fugle kan ligeledes medføre et stort smolttab i søer, eks. står skalleslugere for et smolttab på 31 % i Tange Sø (Jepsen et al. 1997, 1998).

Den samlede prædation på vandrende ørred- og laksesmolt fra fugle og rovfisk i menneskeskabte søer kan betyde en drastisk reduktion af det antal af smolt, som når havet. Eksempelvis gik 80-95 % af smoltene tabt som følge af prædation fra fugle og rovfisk under vandringen gennem Tange Sø (Jepsen et al. 1997, 1998; Aarestrup et al. 2002) og 72 % i Brabrand Sø (Rasmussen og Koed 2005). I en nyligt

anlagt VMP-sø, Egå Engsø, er smolttabet tilsvarende. Her steg smolttabet fra 0 %, før søen blev anlagt, til 61- 83 % i årene efter engsøen blev anlagt (Koed og Mikkelsen 2005, 2006, Kristensen 2012). I Egå Engsø kan smolttabet justeres til 79-90 %, hvis de fisk, som vandrer til søen og vender om og svømmer tilbage til vandløbet indregnes som et tab (Kristensen 2012).

1.5. Årslev Engsø og ørrederne i Aarhus Å og Lyngbygård Å

Årslev Engsø blev etableret i marts 2003, og er en såkaldt VMP-sø. Siden etableringen har det været forventet, at den ville ændre sig med tiden; eksempelvis forventede man, at en stor del af søen ville blive dækket af tagrør (<http://www.naturinfo.dk/aarslevengsoe/>) og at fisk- og fuglesamfundene ville finde et naturligt niveau (Rasmussen og Koed 2005).



Figur 2: Oversigtskort af Årslev Engsø samt tilløb og afløb et til Brabrand Sø

Oversigt over Årslev Engsø og tilløbene, Aarhus Å og Lyngbygård Å. Efter engsøen løber vandet videre gennem Brabrand Sø på sin vej mod havet. Der angivet informationer om Årslev Engsø samt placeringen af fiskehejre kolonien i Storskoven syd for Brabrand Sø (fuglesymbolet).

Den østlige ende er dybest og mest veldefineret, mens den vestlige ende er meget lavvandet og mere tilgroet. Placeringen nederst i Aarhus Å systemet betyder, at den samlede smoltproduktion først skal passere Årslev Engsø og dernæst Brabrand Sø på vej mod havet; dvs. passage af en søstrækning i lige linje fra indløb til udløb på 3,04 km fra Aarhus Å og 1,44 km fra Lyngbygård Å og herefter 3,05 km i gennem Brabrand Sø. Nær søerne, i Storskoven, som tilhører Constantinsborg Gods, ligger en fiskehejrekoloni (placeringen er markeret på Figur 2).

I 2004, et år efter anlæggelse af søen, var prædationen fra fugle den primære årsag til det observerede smolttab, og man forventede, at der på daværende tidspunkt kun var rovfisk af mindre størrelser til stede (Rasmussen og Koed 2005), som det var tilfældet året forinden (2003) (Hvidt og Bech 2004). Man forventede især, at geddebestanden med tiden ville ændre sig i retning af flere større individer, hvilket med høj sandsynlighed ville give en øget prædation på de vandrende ørredsmolt igennem Årslev Engsø (Rasmussen og Koed 2005).

Udsætningsplanen for Aarhus Å viser tilsvarende en tilbagegang i antal yngel ($\frac{1}{2}$ års fisk) såvel som ældre fisk siden 2003 (Mikkelsen 2012) og undersøgelser af havørredbestandens størrelse i gydetiden i 2008 og 2012 har vist, at der er meget få havørreder i Aarhus Å-systemet sammenlignet med andre vandsystemer (Nielsen 2008, Dehli upubliceret). Dette kunne tyde på, at der ved anlæggelsen af Årslev Engsø, er sket en ændring, som har medført færre gydende ørreder eller dårligere overlevelse af æg og yngel i vandløbene.

Antallet af havørreder, som vender tilbage og gyder, er i direkte sammenhæng med smoltoverlevelsen under vandringen imod havet (Muir og Williams 2012), samt af smoltenes overlevelse i havet, som gennemsnitlig ligger på 12,7 -23,7 % (Nielsen 1985, Kristiansen 1991; Frier 1995; Jonsson og Jonsson 2009). Endvidere kan man forestille sig, at en indskudt sø også kan betyde, at gydemodne fisk har svært ved at navigere tilbage til deres gydevandløb.

Ifølge de forrige afsnit vil enhver indskudt sø på smoltenes vej imod havet medføre en øget prædationsrisiko og øge sandsynligheden for at smoltvandringen stopper eller bliver forsinket samt reducere antallet af smolt, som når til havet og deres fysiologiske tilpasning dertil. Derfor er det

sandsynligt at anlæggelsen af Årslev Engsø udgør en stor del af forklaringen på tilbagegangen i ørredbestandene i Aarhus Å og Lyngbygård Å, siden engsøen blev anlagt (Mikkelsen 2012).

2. Metoder

2.1. Inkluderede data

Undersøgelser af smolttab i 2004 og 2011 samt evaluering af prædation fra fiskehejre 2011, er udført af DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi (finansieret af Fiskeplejen, projektnr. 38265).

Fiskesammensætningen blev undersøgt i 2003, udført af Orbicon for Aarhus Amt (tidl. Bio/consult; Hvidt og Bech 2004). En tilsvarende undersøgelse blev udført i 2011 af DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi (finansieret af Fiskeplejen, projektnr. 38264).

Informationer om antallet af fiskeædende fugle ved Årslev Engsø er indhentet fra databasen fra Dansk Ornitologisk Forening (DOF-basen).

2.2. Fangst og mærkning

Ørrederne i smoltundersøgelsen fra 2004 blev fanget i Aarhus Å og Lyngbygård Å vha. smoltfælder placeret Aarhus Å og Lyngbygård Å. Fælderne blev tømt to gange i døgnet (for flere detaljer se Rasmussen og Koed 2005). I 2011 blev ørrederne fanget ved elektrofiskeri i perioden 23. februar til 9. marts. Alle fisk som blev fanget, blev efterfølgende bedøvet, i 2004 med 2-phenoxyethanol i en opløsning på 0,2 promille og i 2011 med benzokain 0,04 promille (Sigma Chemicals, Co., St Louis, USA). Dernæst blev fiskene målt og vejjet. I 2004 blev 108 ørreder > 15 cm mærket med radiosendere af typen ATS model F1420 (Advanced Telemetry Systems Inc: 1,3 g i luft). Disse sendere blev indopereret gennem et snit i bughulen og lukket med to sting (se Rasmussen og Koed 2005 for nærmere detaljer). I 2011 blev 925 ørreder > 12 cm mærket med Passive Integrated Transponders, de såkaldte PIT-mærker (Texas Instruments, RI-TRP-RRHP, half duplex, 134 kHz, længde 23,1 mm, diameter 3,85 mm og 0,6 g i luft). PIT-mærkerne blev indsat i bughulen gennem et lille snit bagved pectoralfinnen. Efter mærkningerne i 2004 og 2011, fik fiskene tid til at komme sig over proceduren, hvorefter de blev genudsat i vandløbet og fulgt med den respektive telemetri metode.

2.3. Telemetry

I undersøgelsen fra 2004 blev bevægelserne af radiomærkede smolt fulgt vha. stationære dataloggere (lyttestationer) samt manuelle pejlinger. Det blev registreret hvor mange fisk, der trak ind i Årslev Engsø, og hvor mange af disse, som klarede sig gennem Årslev Engsø til Brabrand Sø samt gennem Brabrand Sø (Rasmussen og Koed 2005). I undersøgelsen fra 2011 blev der alene fokuseret på passage af Årslev Engsø. Her blev fiskenes bevægelser registreret ved hjælp af PIT-antennor (lyttestationer), som var der placeret nederst i de to tilløb, Aarhus Å og Lyngbygård Å, og en i udløbet fra Årslev Engsø. Af det totale antal mærkede smolt, som vandrede ind i Årslev Engsø, blev andelen af de smolt, der klarede sig igennem engsøen anvendt til at estimere smolttabet. PIT-antennernes effektivitet blev estimeret, fra forholdet mellem registreringer på udløbs antennen og antennerne i Lyngbygård Å (87,1 % effektivitet) og Aarhus Å (94,3 % effektivitet).

Den nærliggende fiskehejrekoloni (Figur 2) blev undersøgt for PIT-mærker med rygbårne PIT skannere.

2.4. Fiskeundersøgelser

For at belyse ændringer fiskesammensætningen i Årslev Engsø siden fiskeundersøgelsen af Hvidt og Bech (2004) fra 2003, blev der udført en fiskeundersøgelse i 2011. Undersøgelserne blev udført med oversigtgarn og elektrofiskeri, udført tilsvarende (for nærmere detaljer, se Hvidt og Bech 2004).

2.5. Fugleobservationer

For at belyse ændringer i antallet af fiskeædende fugle ved Årslev Engsø over tiden, blev der i denne rapport inkluderet fugleobservationer fra Dansk Ornitologisk Forening (DOF). Fugleobservationerne blev hentet fra DOFbasen (www.dofbasen.dk). Herfra blev to nøgleoptællere udvalgt (Observatør 1 og 2), som med samme fremgangsmåde og flere gange månedligt har udført fortløbende fugleoptællinger ved Årslev Engsø siden søen blev etableret. Disse observationsdata er blevet brugt til at beskrive udviklingen i fugleantallet fra 2003 til 2011 (se Bilag B, Figur B1). Til sammenholdelse med ændringer i smolttabet blev fugleobservationer i perioden, fra medio februar til medio juni, hvor ørredsmoltene forventes at passere Årslev Engsø, taget ud til separat analyse for årene 2004 og 2011 (Figur 4). De fiskeædende fugle, som blev brugt i analyserne var fiskehejre, skarv, stor skallesluger og toppet

lappedykker. Det kan ses af Figur B1 i Bilag B, at der kun var ganske få observationer af lille skallesluger i smoltmigrationsperioden, for få til at blive inkluderet denne analyse.

2.6. Databehandling og statistik

Smolttabet pr. km er udregnet ved formelen: $Z_{km} = 100 * (\ln(1/S))/L$, hvor ” Z_{km} ” er den øjeblikkelige tabsprocent pr. km, ” S ” er den overlevende andel over strækningen ” L ” der passerer. I Årslev Engsø er ” L ” er defineret som afstanden i lige linje mellem de to indløb og udløbet.

Frekvensen af de fisk, som klarede sig gennem Årslev Engsø og dem som gik tabt, blev sammenlignet mellem 2003 og 2011 ved brug af Chi Square test (IBM® SPSS® Statistics 20.0)

For fiskeundersøgelserne i 2004 og 2011, er der udregnet ”catch per unit effort” estimer (CPUE); CPUE-antal og CPUE-vægt blev udregnet for garn- og elektrofiskeri ifølge Mortensen et al. (1990). Med henblik på en sammenhæng med smolttabet blev tallene for gedde, sandart og aborre fremhævet i denne undersøgelse, da disse potentielt ville kunne prædere en smolt. Estimer for de resterende arter fra fiskeundersøgelserne kan findes i Bilag A (tabel A1 & A2). Der blev ikke registreret vægt på fiskene i elektrofiskeridelen i 2011, derfor er der kun udregnet CPUE-antal for denne del (Bilag A, tabel A2 B).

Antal observerede fugle ved Årslev Engsø blev analyseret med en ”Generalized Additive Model” (GAM), under antagelse af poisson fordelte data. Antal for hver af de inkluderede fuglearter blev modelleret hver for sig, med ÅR og OBSERVATØR (og deres interaktion) som forklarende variable samt TID som co-variabel. Modelreduktion blev foretaget ved baglæns eliminering, hvor forklarende variable, der ikke havde signifikant forklaring af variationen i data ($p > 0.05$) blev fjernet fra modellen. Hvis nødvendigt blev der, ved brug af en korrelationsstruktur, taget højde for temporal afhængighed mellem observationer, udført ifølge Zuur et al. (2009). GAM modellering blev udført i R (R Development Core Team (2011)), sammen med pakken mgcv 1.7-2 (Wood 2006).

Scenarier for tilbagevendende gydefisk og smoltproduktion, med og uden omløbsløsninger omkring Årslev Engsø, er udført med en model, som er modificeret fra Koed et al. 1997.

3. Resultater

I undersøgelsen fra 2004 blev ørrederne fanget og radio-mærket under deres nedstrøms vandring (Rasmussen og Koed 2005), mens de i 2011 blev fanget og PIT-mærket i det tidlige forår, hhv. med radiomærkning og PIT-mærkning. Forholdet imellem det antal ørreder, som trak ind i engsøen og dem, som klarede sig igennem (Tabel 1) er blevet brugt efterfølgende til beregning af smolttab.

| Mærkning og bevægelser | Aarhus Å | | Lyngbygård Å | |
|-------------------------|----------|------|--------------|------|
| | 2004 | 2011 | 2004 | 2011 |
| Gennemsnitslængde (cm) | 18.7 | 17.3 | 18.3 | 17.5 |
| Mærket (N) | 56 | 495 | 52 | 430 |
| Ind i Årslev Engsø (N) | 49 | 127 | 42 | 143 |
| Gennem Årslev Engsø (N) | 38 | 35 | 40 | 70 |

Tabel 1: Oversigtstabel

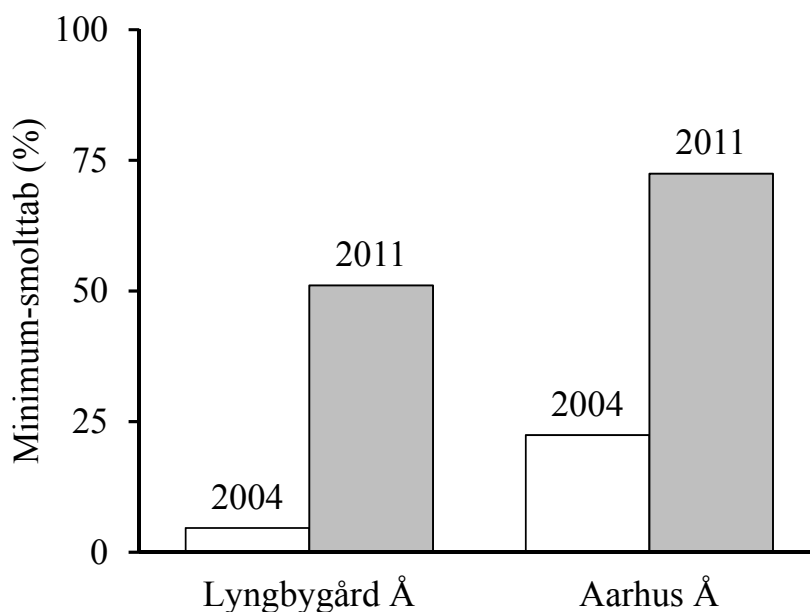
Størrelse og antal af mærkede ørreder i tilløbene til Årslev Engsø samt deres registrerede bevægelser i 2004 og 2011.

3.1. Smolttab i Årslev Engsø

Der var signifikant forskel på smolttabet i 2004 og 2011 (Figur 3). For Aarhus Å tilløbet var der en signifikant stigning i det procentvise smolttab fra 22,5 % i 2004 til 72,4 % i 2011 ($X^2_{(1, N=176)} = 36,404$ og $p < 0,001$). Tilsvarende for Lyngbygård Å tilløbet var smolttabet steget fra 4,7 % i 2004 til 51,0 % i 2011 ($X^2_{(1, N=186)} = 29,575$ og $p < 0,001$). Det vægtede gennemsnit af smolttabet fra de to vandløb var således steget fra 13,2 % i 2004 til 62,5 % i 2011.

Antaget at smolttabet i Brabrand Sø ligger imellem det, som blev fundet i 2004 (Rasmussen og Koed 2005) og 2005 (Rasmussen 2005), hhv. 72 % (lokale vildfisk) og 56 % (vildfisk fra Hadsten Lilleå), kan der i 2011 forventes et samlet smolttab gennem Årslev Engsø og Brabrand Sø på 88-92 % og 79-86 %, for hhv. Aarhus Å og Lyngbygård Å.

Det procentvise smolttab i Årslev Engsø for ørreder fra Lyngbygård Å var generelt mindre end for dem fra Aarhus Å (Figur 3). Dette kan forklares ved forskellen i afstand mellem ind- og udløb (Figur 2).



Figur 3: Smolttab i 2004 og 2011

Det procentvise minimum-smolttab ved passage af Årslev Engsø fra tilløbene Aarhus Å og Lyngbygård Å hver især.

3.2. Smolttab pr. kilometer i Årslev Engsø

Det øjeblikkelige smolttab (smolttabet pr. km) var mangedoblet fra 2004 til 2011. I 2004 var det øjeblikkelige smolttab 3 % og 8 % pr. km, hvor det i 2011 var 50 % og 42 % pr., for ørreder fra hhv. Lyngbygård Å og Aarhus Å. Det øjeblikkelige smolttab i 2011 havde således nået et niveau på højde med det, som blev registreret for Brabrand Sø i foråret 2004, hvor det lå på 40 % pr. kilometer (Rasmussen og Koed 2005), og højere end foråret 2005, hvor det lå på 31 % pr. km (Rasmussen 2005).

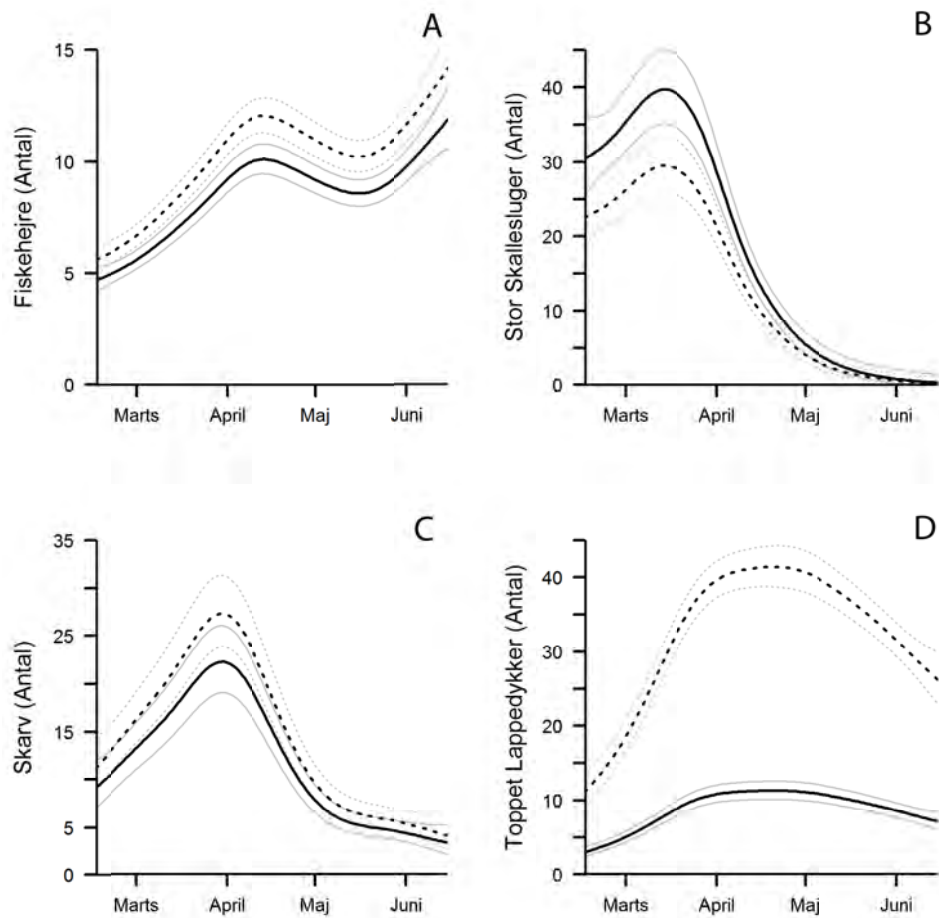
3.3. Ændringer i antal fiskeædende fugle

Fra fugleobservationerne fokuseres der på ændringer i antal, fra 2003 til 2011, hos udvalgte fiskeædende fuglearter, som potentielt kunne være smoltprædatorer og give en mulig forklaring på den observerede stigning i smolttabet fra 2004 til 2011. Alle inkluderede fiskeædende fuglearter viste et årligt mønster i antal observationer, som havde et signifikant ($p < 0,0001$) ikke-lineært forløb i smoltmigrationsperioden, vist for 2004 og 2011 (Figur 4). Der var ingen klar overordnet sammenhæng mellem antal observerede fiskeædende fugle og stigningen i smolttabet fra 2004 til 2011. Faktisk var flere af de inkluderede fuglearter gået tilbage.

I forhold til år 2004 var antallet af observationer signifikant lavere i 2011 for fiskehejre ($p = 2,81 \times 10^{-8}$; Figur 4A) og toppet lappedykker ($p < 2 \times 10^{-16}$; Figur 4D), hvorimod antal observationer af stor skallesluger var signifikant højere i 2011 ($p = 0,043$; Figur 4B). Antal observationer af skarv var ikke signifikant forskelligt mellem 2004 og 2011 ($p = 0,277$; Figur 4C).

Til trods for færre observationer af fiskehejre fra 2004 til 2011 (Figur 4A), var der en stigning i prædationen i Årsløvs Engsø på de smolt, der kom fra Aarhus Å, men ingen nævneværdig prædation på smolt fra Lyngbygård Å i disse år (Tabel 2). Dette tyder på at fiskehejrerne prædation på smolt er blevet mere effektive i den lavvandede og vestlige ende af engsøen, hvor Aarhus Å løber ind. Sammen med resultaterne for gedde (se 3.4 Ændringer i rovfiskebestanden), at de morfologiske forskelle mellem søens østlige og vestlige ende (dybde og bevoksning), har stor betydning for hvilke prædatorer, som æder smoltene.

Grundet metoden brugt i 2011, PIT-mærker med kort registreringsafstand, var det ikke muligt at estimere prædationsandelen for andre prædatorer, eksempelvis rovfisk, da mærkerne her ikke akkumuleres i en på samme vis som i fiskehejrekoloni.



Figur 4: Fugleobservationer i smoltmigrationsperioden

Modelleret antal fiskeædende fugle ved Årlev Engsø (sorte linjer), som blev observeret i smoltmigrationsperioden i årene 2004 (- -) og 2011 (—), angivet med S.E. (grå linjer). Graferne illustrerer observationer af fiskehejre (A), stor skallesluger (B), skarv (C) og toppet lappedykker (D).

| Prædation i | Aarhus Å | | Lyngbygård Å | |
|-------------|----------|--------|--------------|------|
| | 2004 | 2011 | 2004 | 2011 |
| Fiskehejre | 11,2 % | 20,7 % | 0,5 % | 0 % |
| Gedde | 3,7 % | - | 0 % | - |
| Andre Fugle | 7,5 % | - | 4,7 % | - |

Tabel 2: Fordeling af smolttab på prædatorer

Smolttab i Årslev Engsø, fordelt på prædatorer for 2004 (genberegnet fra Rasmussen og Koed 2005) og 2011.

3.4. Ændringer i rovfiskebestandene

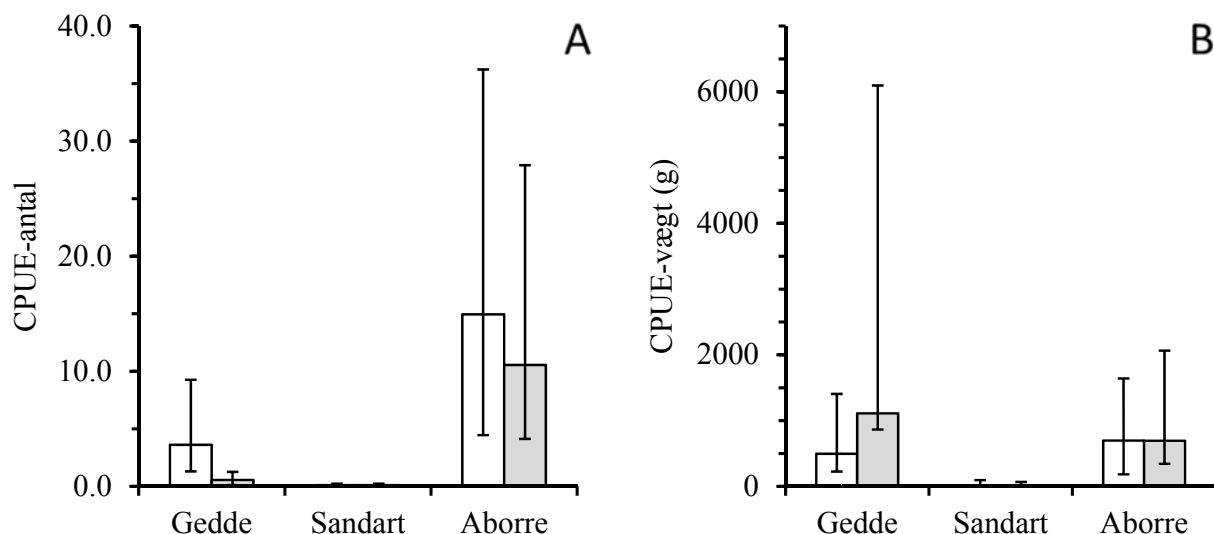
Fra fiskeundersøgelserne fokuseres der på ændringer imod større fisk, fra 2003 til 2011, hos udvalgte rovfisk, som potentielt kunne være smoltprædatorer og give en mulig forklaring på den observerede stigning i smolttabet fra 2004 til 2011. Her hertil blev brugt ”catch per unit effort” (CPUE) estimerer for antal (Figur 5 A) og vægt (Figur 5 B).

For bestanden af gedde var CPUE-antal faldet mens CPUE-vægt var steget fra 2003 til 2011, hvilket viser at der var sket en ændring imod færre men større gedder. Yderligere inspektion af disse data viste, at de store gedder primært blev fundet i den østlige og dybere ende af søen, og kan forklare en del af det høje øjeblikkelige smolttab hos ørreder fra Lyngbygård Å, som løber ind i engsøen netop der. Sammen med resultaterne for fiskehejre (se 3.3 Ændringer i antal fiskeædende fugle), at morfologiske forskelle i en sø (dybde og bevoksning), har betydning for hvilke prædatorer, som æder smoltene.

Bestanden af aborre viste et fald i CPUE-antal mens CPUE-vægt var nogenlunde uændret. Dette indikerer, ligesom for gedde, en udvikling imod færre men større aborre. Antallet af aborre, som potentiel ville kunne prædere på smoltene (dvs. større end 20 cm), var steget med en faktor 6,4 fra 2003 til 2011, og vil sandsynligvis bidrage til det øgede smolttab.

For sandart var CPUE-antal og CPUE-størrelse lave og der var ingen synlige ændringer.

(Yderligere informationer om ændringer af bestanden af fredfisk kan ses i bilag A)



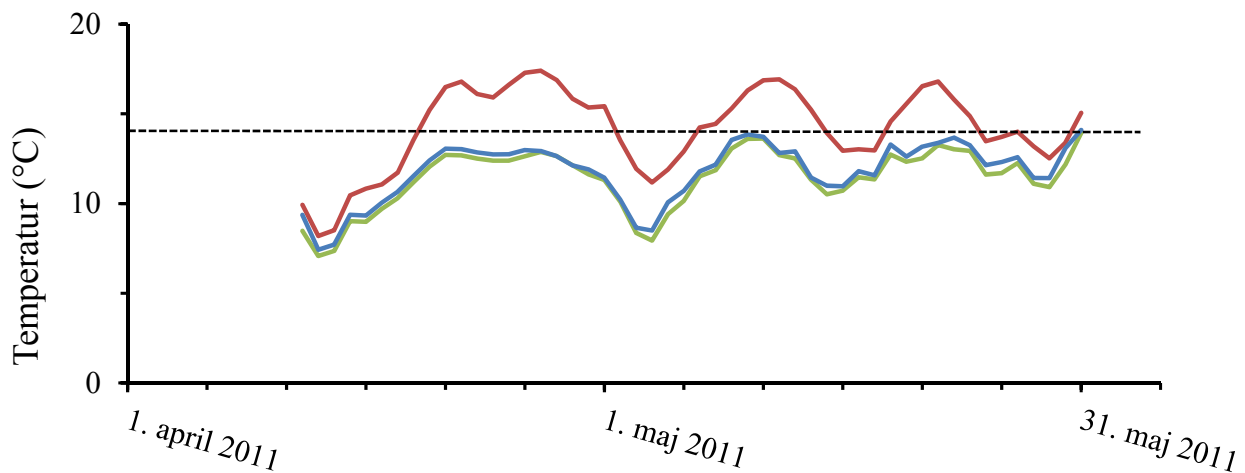
Figur 5: Fiskeundersøgelser 2003 og 2011

Catch per unit effort (CPUE) estimer for Årslev Engsø i år 2003 (hvide søjler, genberegnet fra Hvidt og Bech 2004) og 2011 (grå søjler), givet for antal fisk (A) og vægt (B) med 95% CI. Der er præsenteret estimer for gedde, sandart og aborre, af størrelsesklassen >10 cm, der indeholder fisk med størrelser, som potentielt ville kunne æde smolt. Yderligere informationer om fisk mindre end 10 cm og andre arter, kan findes i bilag A.

3.5. Temperatur i åerne og engsøen

I 2011 oversteg gennemsnitstemperaturen i Årslev Engsø 14 °C i lange perioder allerede fra april måned og fremefter (Figur 6), hvilket fremmer afsmoltificering og hæmmer vandringslysten hos smolt (McCormick et al. 1999; Aarestrup og Koed 2000; Zydlewski et al. 2005; Sykes et al. 2009; Sykes & Shrimpton 2010). Til sammenligning forblev gennemsnitstemperaturen under 14 °C i åerne indtil udgangen af maj. Derfor er det sandsynligt, at smoltificeringsstatus og vandringslyst bliver påvirket af passagen af Årslev Engsø, udover den påvirkning der vil være efterfølgende i Brabrand Sø.

Tilsvarende i 2004 oversteg temperaturen i engsøen 14 °C, dog lidt senere (*primo* maj måned), og vandtemperaturen i tilløbene forblev lavere indtil slutningen af maj (se Rasmussen og Koed 2005), så også her har smoltificeringsstatus og vandringslyst sandsynligvis været en påvirket.



Figur 6: Temperaturen i Årslev Engsø og tilløbene Aarhus Å og Lyngbygård Å

Daglige gennemsnitstemperaturer i Årslev Engsø (rød) og i de to tilløb, Lyngbygård Å (grøn) og Aarhus Å (blå), fra foråret 2011. En reference linje er indsat ved 14 °C, som hjælp til at visualisere de perioder, hvor temperaturen kan forårsage afsmoltificering og mindske vandringslysten hos laksefisk.

3.6. Produktion af smolt og gydefisk

Ændring i smoltproduktion og antal gydefisk blev estimeret for Aarhus Å og Lyngbygård Å, både ved passage af Årslev Engsø (Tabel 3A) og ved en evt. omløbsløsning (Tabel 3B). Ovenfor nævnte smolttab for søer og vandløb er her blevet brugt til at estimere det antal smolt, som når havet og senere vender tilbage for at gyde i vandløbene. Ud fra en forventet andel af hunner, disses gennemsnitsstørrelse og ægproduktion, er næste generations smoltproduktion estimeret (se model informationer i Tabel 3).

Ved passage af Årslev Engsø og igennem Brabrand Sø, er bestanden i Aarhus Å i tilbagegang og kan i bedste fald komme lige over status quo. Ved samme situation for Lyngbygård Å ligger gennemsnittet til en svag fremgang i smoltproduktion, men med stor udsving i retning af tilbagegang.

Ved at eliminere tabet fra Årslev Engsø vil ørredbestandene have potentiale for fremgang, både i Aarhus Å og Lyngbygård Å, uanset modellens ”værste” og ”bedste” scenarier.

| A: Ved passage af Årsløv Engsø og Brabrand | | | | Aarhus Å | | Lyngbygård Å | |
|--|------------|---------------------------|------------|---------------------------|--------------------|---------------------------|--|
| Status Quo | Dødelighed | Relativ procent (min-max) | Dødelighed | Relativ procent (min-max) | Dødelighed | Relativ procent (min-max) | |
| Smolt input | 100% | | | 100% | | 100% | |
| Overlevet efter Årsløv Engsø | 11.5% | 72.4% | 51% | 27.6% | 51% | 49.0% | |
| Overlevet efter Brabrand Sø | | 56% - 72% | | 9.9% (7.7% - 12.1%) | 56% - 72% | 17.6% (13.7% - 21.6%) | |
| Overlevet ved ankomst til Aarhus havn | 10.8% | 1% pr. km (6.4 km) | | 9.3% (7.2% - 11.4%) | 1% pr. km (6.4 km) | 16.5% (12.9% - 20.2%) | |
| Tilbagevendende gydefisk | 2.6% | 76.3% - 87.3% | | 1.7% (0.9% - 2.7%) | 76.3% - 87.3% | 3.0% (1.6% - 4.8%) | |
| Hunfisk | 1.7% | - | | 1.2% (0.6% - 1.8%) | - | 2.2% (1.1% - 3.2%) | |
| Ægproduktion | 6666% | - | | 4728% (2405% - 7052%) | - | 8395% (4269% - 12520%) | |
| Forventet smolt prod. | 100% | 98.5 % | 98.5 % | 71% (36% - 106%) | 98.5 % | 126% (64% - 188%) | |

| B: Ved omløb af Årsløv Engsø og passage af Brabrand Sø | | | | Aarhus Å | | Lyngbygård Å | |
|--|------------|---------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------|---------------------------|--|
| Status Quo | Dødelighed | Relativ procent (min-max) | Dødelighed | Relativ procent (min-max) | Dødelighed | Relativ procent (min-max) | |
| Smolt input | 100% | | | 100% | | 100% | |
| Overlevet efter omløbsløsninger | 11.5% | 1% pr. km (4 km) | 1% pr. km (2.4 km) | 96.1% | 1% pr. km (2.4 km) | 97.6% | |
| Overlevet efter Brabrand Sø | | 56% - 72% | | 34.6% (26.9% - 42.3%) | 56% - 72% | 35.1% (27.3% - 43.0%) | |
| Overlevet ved ankomst til Aarhus havn | 10.8% | 1% pr. km (6.4 km) | | 32.4% (25.2% - 39.6%) | 1% pr. km (6.4 km) | 33.0% (25.6% - 40.3%) | |
| Tilbagevendende gydefisk | 2.6% | 76.3% - 87.3% | | 6.3% (3.2% - 9.4%) | 76.3% - 87.3% | 6.0% (3.3% - 9.5%) | |
| Hunfisk | 1.7% | - | | 4.2% (2.1% - 6.3%) | - | 4.3% (2.2% - 6.4%) | |
| Ægproduktion | 6666% | - | | 16457% (8370% - 24544%) | - | 16724% (8505% - 24942%) | |
| Forventet smolt prod. | 100% | 98.5 % | 98.5 % | 247% (126% - 368%) | 98.5 % | 251% (128% - 374%) | |

Tabel 3: Estimering af smoltproduktion og tilbagevendende gydefisk relativt til smolt input

(A) *Model med passage gennem Årsløv Engsø; hertil blev der anvendt smolttab i Årsløv Engsø 2011 på 72,4 % for Aarhus Å og 51 % for Lyngbygård Å samt 56-72 % i Brabrand Sø (2004 og 2005) (Rasmussen og Koed 2005; Rasmussen 2005). Dernæst blev der påregnet et tab på 1 % pr. km vandløb på de 6,5 km fra Brabrand Sø til Aarhus havn. Der blev påregnet en dødelighed i havet på 76,3 - 87,3 %, inden de vender tilbage som gydemodne fisk (Nielsen 1985, Kristiansen 1991; Frier 1995, Jonsson & Jonsson 2009). Fra Nielsen 2008 og "Dehli ikke publiceret", blev det beregnet at hunner udgør 67 % af gydefiskene og at disse havde en gennemsnits vægt på 1,5 kg, både i Aarhus Å og Lyngbygård Å. Smoltproduktionen blev estimeret ud fra at en havørredhun lægger 2.600 æg pr. kg (Mortensen, 1978) og en æg-til-smolt overlevelse på 1,5 % (Koed et al. 1997).*

(B) *Model med omløbsløsninger udenom Årsløv Engsø; hertil blev smolttab anvendt som ovenfor beskrevet, blot med passage udenom Årsløv Engsø i vandløbsstræk langs brabrandstien. Dvs. at smolttabet i Årsløv Engsø er udskiftet med smolttab på 1 % pr. km vandløb, over 4 km for Aarhus Å og 2,4 km for Lyngbygård Å.*

Status Quo angiver den procentdel der skal overleve gennem både Årsløv Engsø og Brabrand Sø for at opretholde en konstant smolt produktion.

4. Diskussion

Siden etableringen af Årslev Engsø er den positive udvikling af ørred tæthederne i Aarhus Å og Lyngbygård Å vendt til en negativ udvikling. Faktisk er niveauet i 2011 det laveste, der er blevet målt siden 1987 (Mikkelsen 2012). Der er, til trods for udsætninger af ca. 30.000 ørreder årligt i perioden fra 2004 til 2008 (Dehli upubliceret), sket et fald i median tætheden af ørreder fra 2008 til 2011 (Nielsen 2009, Mikkelsen 2012). En del af forklaringen for dette ligger formentlig i et øget smolttab, som er opstået ved anlæggelsen af Årslev Engsø. Derfor har man siden 2009 lavet årlige mundingsudsætninger af mellem 43.450 og 71.300 smolt, for at undgå tabet i engsøen, dog uden at have resulteret en stigning i antallet af havørreder (gydefisk), som er vendt tilbage til vandløbene (Dehli upubliceret). Grunden til at de mundingsudsatte smolt ikke har hjulpet, kan være en kombination af ringe overlevelse i havet og problemer med at finde tilbage til Aarhus Å-systemet og dernæst vandløbene. Sidstnævnte kan skyldes manglende prægning til vandløbet samt at det kan være svært at finde vej gennem Aarhus Havn, Brabrand Sø og Årslev Engsø.

Nærværende undersøgelse i Årslev Engsø viser en drastisk stigning i smolttab fra 2004 til 2011, som med stor sandsynlighed kan tilskrives ændringer i sammensætningen af engsøens prædatorer, især rovfisk og fiskehejre, samt at søens beskaffenhed spiller en vigtig rolle.

4.1. Smolttab gennem Årslev Engsø og Brabrand Sø

Siden 2004 har det procentvise og det øjeblikkelige smolttab mangedoblet, både for Lyngbygård Å og Aarhus Å, og viser at det generelle prædationstryk på smoltene i engsøen er kraftigt forøget. Smolttabet gennem Årslev Engsø var steget drastisk fra 2004 til 2011, fra 22,5 % til 72,4 % for Aarhus Å, og fra 4,7 % til 51,0 % for ørredsmolt fra Lyngbygård Å. Det procentvise smolttab i Årslev Engsø for ørreder fra Lyngbygård Å var generelt mindre end for Aarhus Å, hvilket hænger sammen med, at afstanden fra indløbet af Lyngbygård Å til søens udløb, er mindre end tilsvarende fra Aarhus Å.

Fra at være underlagt et samlet smolttab på 66-78 % og 58-73 % i 2004, for hhv. Aarhus Å og Lyngbygård Å ved passage af den nyanlagte Årslev Engsø og Brabrand Sø (Rasmussen og Koed 2005), var der forventet en stigning i smolttab, efter at engsøen har fundet et ”naturligt” leje. I Årslev Engsø

og Brabrand Sø anslås smolttabet i 2011 til at være 88-92 % og 79-86 %, for ørreder fra hhv. Aarhus Å og Lyngbygård Å.

I 2004 var den relativt lav, 3 % og 8 % pr. km for hhv. Lyngbygård Å og Aarhus Å (Rasmussen og Koed 2005), hvor det i 2011 var hhv. til 50 % og 42 % pr. km. Således var den vestlige og lavvandede ende af Årslev Engsø, der hvor Aarhus Å løber ind, den der var ”farligst” at passere for smolt i 2004, hvilket dengang skyldtes prædation fra fiskehejre (Rasmussen og Koed 2005). I 2011 var det i den østlige og dybe ende af søen, hvor Lyngbygård Å løber ind, der var ”farligst”, primært pga. prædation fra gedde (se 4.3).

I Brabrand Sø er smolttabet 31-40 % pr. km (Rasmussen 2005; Rasmussen og Koed 2005), hvilket altså tyder på, at smolttabet pr km. i Årslev Engsø i 2011 var steget til et tilsvarende niveau. Tilsvarende øjeblikkelige smolttab er registreret i menneskeskabte søer, eksempelvis Bygholm Sø (0,40 pr. km) og Vestbirk Sø (0,31 pr. km) (Rasmussen et al. 1996).

4.2. Smolttab sammenholdt med antal fiskeædende fugle

Overordnet ser det ikke ud som om, at den samlede forekomst af fiskeædende fugle er steget fra 2004 til 2011, og derfor heller ikke den samlede fuglerelaterede prædation smolttab i Årslev Engsø. Det højere antal observationer af stor skallesluger i 2011 kan have medført et øget smolttab, dog er en p-værdi på 0,043 ikke særlig overbevisende. Fiskehejre, skarv og toppet lappedykker var uændret eller gået tilbage i smoltmigrationsperioden. Dog er det muligt, at fuglenes fourageringsadfærd med tiden har indstillet sig til at udnytte engsøen bedre og medført ændringer i prædationsmønsteret på smolt over tiden, som det var tilfældet med fiskehejre.

Fiskehejrer har en stor negativ påvirkning på det smoltvandrer, der må passere lavvandede og bevoksede områder i søer. Ser man på prædationen fra fiskehejre i 2004 og 2011, stammede alle de præderede fisk fra Aarhus Å. Trods en reduktion i antallet af observerede fiskehejre ved engsøen, var deres prædation på smoltene fra Aarhus Å næsten fordoblet fra 2004 til 2011 (11 % til 20,7 %). Man kan konstatere, at fiskehejre var en dominerende smoltpredator i den vestlige og lavvandede del af søen både i 2004 og 2011, som giver optimale fourageringsmuligheder for fiskehejrer (Madsen 1998),

samt at fiskehejrerne i denne periode var blevet mere effektive smoltprædatorer. Det øgede prædationseffektivitet fra fiskehejre kan skyldes, at den vestlige og lavvandede ende af engsøen er blevet mere tilgroet med tiden, og dermed har forbedret fourageringsmulighederne for fiskehejrerne.

Man skal være opmærksom på, at fuglene kan have ædt flere smolt end resultaterne viser. Det kan ske, hvis en mærket fisk er blevet ædt, uden at mærket senere er registreret. Resultaterne fra telemetri metoderne skal derfor ses som minimumsestimater, da det ikke altid er muligt at redegøre for alle fisks skæbner. Der er brugt to forskellige metoder i 2004 og 2011. I 2004 blev der anvendt radiosendere, dvs. aktiv telemetri, mens der i 2011 blev anvendt PIT mærker, dvs. passiv telemetri. Ved skanning efter PIT mærker kan forventes, at man underestimerer mest, da disse er sværere at finde i forhold til radiosendere, som udsender et langtrækkende signal og kan pejles over længere afstande.

Der var sket en drastisk stigning i procentvis og øjeblikkelig smolttab fra 2004 til 2011 for Lyngbygård Å. Da fuglene generelt ikke ser ud til at være øget i antal, og eftersom smoltprædation fra eksempelvis fiskehejre i de undersøgte år var meget lav i 2004 (0,5 %) og i 2011 (0 %), kan en stor del af forklaringen af det øgede smolttab for Lyngbygård Å ligge i ændringerne i rovfiskebestanden.

4.3. Smolttab sammenholdt med rovfiskebestanden

Undersøgelsen af fiskebestanden i Årslev Engsø i 2003 viste en fiskebestand primært bestående af fredfisk og kun med mindre rovfisk. Eksempelvis var den største gedde 32 cm (Tabel A1 A i bilag A: data genberegnet fra Hvidt og Beck 2004). Derfor vurderes fiskeprædationen i 2004 at have en mindre betydning for smolttabet (Rasmussen og Koed 2005). Årslev Engsø var på daværende tidspunkt en nyanlagt sø, hvor det forventedes, at fiskebestanden ville ændre sig i de efterfølgende år. Især forventede man, at der ville komme flere større gedder, hvilket ville få betydning for ørredsmoltenes overlevelse når de skulle passere Årslev Engsø (Rasmussen og Koed 2005).

Fiskeundersøgelsen i 2011 (Figur 5 og Tabel A1 B i bilag A) viste som forventet, at der var sket ændringer i bestanden af rovfisk såvel som fredfisk, både i antal og størrelse. Frem til 2011 var aborrerne generelt blevet større, men ud fra deres relativt begrænsede størrelser, forventes de ikke at kunne udøve en negativ effekt på smoltoverlevelsen i samme grad som eksempelvis gedde. I den

sammenhæng skal det bemærkes, at CPUE estimaterne viste, at der var kommet færre, men større gedder i Årslev Engsø i 2011 i forhold til 2003 (Figur 5), som uden problemer kan æde en smolt. Sandart er vurderet til at være relativt hårdere ved smoltene end gedde (Koed 1993), men CPUE for sandart i Årslev Engsø var lavt og har ikke ændret sig nævneværdigt fra 2003 til 2011. Således er det med høj sandsynlighed forekomsten af store gedder, som forklarer en stor del af det øgede smolttab fra 2004 til 2011 i Årslev Engsø. De store gedder i 2011 blev primært fanget i den østlige og dybe ende af Årslev Engsø. Således forklarer gedde en stor del af smolttabet fra de to år, især det fra Lyngbygård Å, og at denne østlige og dybe ende var farligst at passere for ørredsmoltene det år. Dette viser også at gedde har en stor negativ påvirkning på smoltvandring, som må passere dybe områder i søer.

4.4. Temperatur

Som nævnt tidligere begynder smoltene at afsmoltificere og samtidig nedsættes deres vandringslyst ved højere temperaturer (over 14 °C) og ved et bestandsspecifikt antal graddage (McCormick et al. 1999; Aarestrup og Koed 2000; Zydlewski et al. 2005; Sykes et al. 2009; Sykes & Shrimpton 2010). I løbet af forsøgsperioden, både i undersøgelsen fra 2004 og 2011, nåede gennemsnitstemperaturen i de to år opstrøms engsøen aldrig over 14 °C før slutningen af maj måned, mens den i lange perioder var over 14 °C i selve Årslev Engsø. Den fysiologiske effekt af højere temperaturer i engsøen blev ikke opgjort i nærværende undersøgelse, men med de temperaturstigninger, som finder sted i foråret i Årslev Engsø og i søer generelt, kan det forventes, at indskudte søer på smoltenes vej mod havet, vil have en negativ indvirkning på smoltificeringsstatus og vandringslyst.

Sammenlignet med temperaturerne i åen møder de vandrende smolt højere temperaturer i Årslev Engsø, og sikkert også i Brabrand Sø. Derfor er det sandsynligt, at en del af smoltene mister vandringslysten. Smoltene, som stopper deres vandring eller bliver forsinket, må forventes at have en forøget risiko for at blive ædt i engsøen. De smolt som klarer sig igennem engsøen møder dernæst Brabrand Sø, som har samme negative effekt. De smolt som endeligt når til havet, risikerer at være helt eller delvist afsmoltificeret, og derfor dårligt tilpasset til livet i saltvand.

4.5. Smoltproduktion og gydefisk: Potentialet for Aarhus Å og Lyngbygård Å

Situationen for både Aarhus Å og Lyngbygård Å er kritisk. Siden 2008 er mediantætheden af naturlig produceret yngel faldet drastisk. Før engsøen blev anlagt, op gennem 1990'erne, og frem til 2008, har de to bestande vist, at de kan vokse, dog hjulpet af udsætninger (Nielsen 2009, Mikkelsen 2012), og derfor kan bestandene med stor sandsynlighed komme til at vokse igen.

Med de smolttab der var i Årslev Engsø, viste de modelerede situationer ingen udsigt til at ørredbestandene i Aarhus Å og Lyngbygård Å kommer på fode igen. Denne situation ændres ved eliminering af smolttabet i Årslev Engsø, ved at lave omløbsløsninger, hvor der er potentiale for, at smoltproduktion og antal tilbagevendende gydefisk kan komme til at stige igen, i både Aarhus Å og Lyngbygård Å. Det betyder på sigt, at bestandene vil kunne opnå en produktion, hvor de bliver uafhængige af udsætninger.

Yderligere tiltag kan gøres med henblik på at opnå en større naturlig selvreproducerende ørredbestand. Fri op- og nedstrøms passage i vandløbene er nødvendigt for ørreder (og andre fisk), når de vandrer. Dette kan bl.a. opnås ved at frilægge rørlagte strækninger, så der bliver skabt fri passage til opstrømsliggende gydeområder. Endvidere kan vandløbenes ørred produktion øges yderligere ved at anlægge gydebanker, hvilket også kan bruges til at udbedre dårlige passageforhold. Nogle få problematiske passageforhold i Aarhus Å og Lyngbygård Å er udpeget i Mikkelsen 2012.

4.6. VMP-søer i fremtiden

Det har i mange år været kendt, at smolt fra laks og havørred har store problemer med at finde vej gennem søer under deres vandring mod havet (Carl og Larsen 1994; Rasmussen et al. 1996; Nielsen 1997, Aarestrup 1999; Jepsen et al. 2000), men på trods heraf er der i de senere år anlagt mange søer direkte i vandløb, med henblik på reducere af kvælstof- og fosforudledningen fra landbruget (VMP-søer: vådområder og engsøer), og der er udsigt til flere.

Mange VMP-søer anlægges nederst i vandsystemerne og kan dermed påvirke vandrefisk fra store dele af vandsystemet. Et godt eksempel, udover Årslev Engsø, er Egå Engsø, der har et gennemsnitlig smolttab på 83 %, hvor smoltene tidligere passerede frit gennem åen uden tab (Kristensen 2012).

Generelt er der mange faktorer, der skal tages højde for ved planlægning og etablering af VMP-søer, hvilket kan resultere i, at laksefiskene og deres migration nedprioriteres. Dette er uheldigt, set ud fra det forhold, at de naturlige ørredbestande er lokalt tilpassede netop det vandløb de kommer fra (Jensen et al. 2008; Faser et al. 2011; Meier et al. 2011), og derfor må hver bestand anses som unikke. Samtidig har laksefisk en meget stor økonomisk værdi gennem det rekreative fiskeri (Kromand et al. 2010; Rønnest et al. 2010). Derfor bør der ved anlæggelse af VMP-søer og andre ændringer i vandløb, nøje overvejes løsninger, der tilgodeser laksefiskenes vandringer, og det på en måde hvor prædation og temperaturstigninger om foråret elimineres/minimeres.

I forbindelse med VMP-projekter er det ofte vanskeligt at tilgodese høj tilbageholdelse af næringssalte og smoltoverlevelse samtidigt. Dette skyldes, at de faktorer, der forøger tilbageholdelsen og fjernelsen af næringssalte også øger temperaturen i søen og smoltenes passagetid (f.eks. lang opholdstid af vandet i søen, megen vegetation og manglende strømrende). Med andre ord er det ofte et spørgsmål om prioritering.

Ved etablerede såvel som fremtidige VMP-søer, er det særlig vigtigt at være opmærksom på at optimere forholdene for vandrende fisk. Laksefisks vandringer kan bl.a. tilgodeses ved at gøre det lettere for smolt og gydefisk at finde vej gennem søen; dette kan bl.a. gøres ved at minimere vandets opholdstid i søen, minimere afstanden fra indløb til udløb og ved at skabe et veldefineret udløb (Rasmussen og Koed 2005).

Den bedste løsning ved anlæggelse af søer ved vandløb vil dog være at føre det meste af vandet udenom søen og lave vandindtaget til søen på en sådan måde, at fiskene ikke finder den. Fiskene følger vandstrømmen i åen, og vil da primært vandre uden om søen. Som eksempel på løsninger, hvor dette er gjort, kan der henvises til Skibet ved Vejle Å, hvor kun 0,1 % af det samlede smoltudtræk i åen finder vej ind i søen ved et vandindtag på 8 % af medianminimum (Jan Nielsen, personlig kommunikation).

Ved sø-projekter, som allerede er udført og giver problemer for vandrende fisk, eks. ved Årslev Engsø og Egå Engsø, bør det overvejes at foretage modificeringer. Hvis der skal være en selvreproducerende havørredbestand i Aarhus Å og Lyngbygård Å, er det nødvendigt at lave en løsning, som beskytter

ørredsmoltene under deres vandring i foråret. Det bør overvejes at føre de to vandløb udenom Årslev Engsø. Estimerne fra model scenarierne i nærværende undersøgelse viste, at omløbsløsninger med stor effekt vil kunne reducere smolttabet for begge vandløb, og på længere sigt vil resultere i naturligt reproducerende ørredbestande. Omløbsløsningerne kunne evt. foranstalles, så de kun er virksomme periodevist, dvs. i smoltmigrationsperioden.

Kvælstofreducering kan også opnås uden at etablere en decideret sø. I Omme Å i Vejle kommune er åen blevet hævet i terræn ved at anlægge en række gydestryg for laksefisk og lampretter, hvilket samtidig skaber periodevise oversvømmelser af engarealerne langs 25 km af vandløbet (www.vejle.dk). Denne form for løsning giver periodiske oversvømmelser i perioder med høj vandføring, og på samme tid opnås der lange stræk med høller og stryg; et varieret miljø hvor fisk kan gyde og yngelen trives, bl.a. ørred og laks. Sådanne oversvømmelsesområder kan ligges som perler på en snor langs vandløb. Her udnytter man, at spidsbelastning af kvælstof fra vandløbene sker i vintermånederne (Windolf et al. 2011), hvilket falder sammen med større vandføringshændelser og naturlige oversvømmelser. Derfor vil anlæggelse af områder med periodevise oversvømmelser kunne være forholdsvis effektive for kvælstofomsætningen. I de resterende perioder beholdes en strømmende, som sikrer passage af vandrende fisk.

Optimalt set bør man kan fjerne kvælstof ved kilden, eksempelvis fra landbrugets opdyrkede arealer. En løsning, som er under udvikling, er etablering af minivådområder ved afslutningen på den enkelte mark. Her ledes drænvand fra hver landbrugs enhed gennem et eller flere vådområder (hver med et areal på 10x35m), hvilket reducerer både udledningen af fosfor, kvælstof og pesticider til vandløb, søer og marine områder (Jacobsen 2009). Ved sådanne løsninger skal man dog være opmærksom på, at det kan betyde, at man samtidig hæver temperaturen i vandløbene, som kan påvirke ørred- og laksesmoltenes vandring og fysiologi, men kan også have konsekvenser for yngelen, som skal vokse op og vandre i de efterfølgende år.

Det må påpeges, at vandrammedirektivet stiller krav om, at der skal være naturlige fiskebestande i vandløbene og løsninger hvor man tilgodeser disse, bør inddrages i planlægningen af fremtidige projekter med vandløb og VMP-søer, selvom det kan betyde, at man ikke får den samme omsætning af næringsstoffer.

Referencer

- Aarestrup K., Jepsen N., Rasmussen G. og Økland F. (1999): Movements of two strains of radio tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts through a reservoir. Fisheries Management and Ecology, 6, 97–107.
- Aarestrup, K. (2001): Factors affecting the migration of anadromous Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and Sea Trout (*Salmo trutta* L.). Ph.D-afhandling, Aalborg Universitet.
- Aarestrup K. og Koed A. (2000): Laksefisk i vandløbene – produktion og fremtidsperspektiver. Miljø- og vandpleje, 26, 13-15.
- Aarestrup K. og Koed A. 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. Ecology of Freshwater Fish, 12, 169-176.
- Aarestrup, K., Koed, A. og Olesen, T. M. 2006. Nedstrøms vandring og opstemninger. Fisk & Hav, 2006, nr. 60.
- Aarestrup K., Nielsen C. og Koed A.. 2002. Net ground speed of downstream migrating radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) smolts in relation to environmental factors. Hydrobiologia 483, 2002. Side 95–102.
- Arnold G.P. (1974): Rheotropism in fishes. Biological Reviews, 49, 515-576.
- Boel M. (2012): Life history types and strategies: Case studies on brown trout (*Salmo trutta*) and alewives (*Alosa pseudoharengus*), involving physiological differences and interspecific interactions. Ph.D-afhandling, DTU.
- Bourgeois C.E. og O'Connell M.F. (1988): Observations on the seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts through a large lake as determined by radiotelemetry and Carlin tagging studies. Canadian Journal of Zoology 66, 685-691.
- Børgesen C.D., Waagepetersen J., Iversen T.M., Grant R., Jacobsen B. og Elmholt S. (2009): Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. DJF Rapport Markbrug142.
- Carl J. og Larsen M. (1994): Betydning af gedde (*Esox lucius* L.) og sandart (*Stizostedion lucioperca* L.) som predatorer på havørred (*Salmo trutta* L.) smolt under udtrækket fra Bygholm Å og Sø, 1992. Specialerapport, Biologisk Institut, Aarhus Universitet.

Duston J., Saunders R.L. og Knox D.E. (1991): Effects of increases in freshwater temperature on loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48, 164-169.

Fraser D.J., Weir L.K., Bernatchez L., Hansen M.M. og Taylor E.B. (2011): Extent and scale of local adaptation in salmonid fishes: review and meta-analysis. Heredity, 106, 404–420.

Frier J-O. (1995): Limfjordens ørredbestande I. Tilstand og udviklingsmuligheder: Simsted Aa, Karup Aa, Ryaa. IFF Rapport nr. 44.

Grant R., Blicher-Mathiesen G., Jørgensen V., Kyllingsbæk A., Poulsen H.D., Børsting C., Jørgensen J.O., Schou J.S., Kristensen E.S., Waagepetersen J., Mikkelsen H.E. (2000): Vandmiljøplan II – midtvejsevaluering. Udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser og Miljø- og Energiministeriet.

Grant R. og Waagepetersen J. (2003): Vandmiljøplan II – slutevaluering. Udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser og Miljø- og Energiministeriet.

Hoar W.S. (1988): The physiology of smolting salmonids. In Fish physiology. Vol. XIB. Edited by Hoar W.S. and Randall D.J., pp. 275-343. Academic Press.

Hvidt C. B. og Bech M. (2004): Fiskebestanden i Årslev Engsø 2003. Bio/consult (Orbicon), Rapport til Århus Amt.

Jacobsen P. (2009): Minivådområder- små enheder med stor effekt. Vækst.
ULR: <http://www.orbicon.dk/page973.aspx?recordid973=294>

Jensen L.F., Hansen M.M., Pertoldi C., Holdensgaard G., Mensberg K-L.D. og Loeschcke V. (2008): Local adaptation in brown trout early life-history traits: implications for climate change adaptability. Proceedings - Royal Society. Biological sciences 275, 2859 -2868.

Jepsen N., Aarestrup K. og Rasmussen G. (1997): Smoltdødeligheder i Tange Sø. Undersøgt i foråret 1996. DFU-rapport nr. 32-97.

Jepsen N., Aarestrup K., Økland F. og Rasmussen G. (1998): Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. Hydrobiologia 371/372, 347-353.

- Jepsen N., Pedersen S. Thorstad E. (2000): Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 16, 189-198.
- Jonsson N., Hansen L.P. og Jonsson B. (1993): Migratory behaviour and growth of hatchery-reared post-smolt Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology*, 42, 435-443.
- Jonsson B. og Jonsson N. (2009): Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout in the River Imsa, Norway. *Journal of Fish Biology*, 74, 621-638.
- Klemetsen A., Amundsen P.A., Dempson J.B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M.F. og Mortensen E. (2003): Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12, 1-59.
- Koed A. (1993): Aspekter af geddes (*Esox lucius* L.) og sandarts (*Stizostedion lucioperca* L.) fødebiologi. Specialrapport. Biologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Koed A., Deacon M., Aarestrup K. og Rasmussen G. (2005): Overlevelsen af laksesmolt i Karlsgårde Sø i foråret 2004 (pdf), DFU-rapport Nr. 145-05.
- Koed, A. & J.S. Mikkelsen (2005): Smoltdødelighedsundersøgelse i Egå foråret 2006. Notat fra Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri, Silkeborg.
- Koed, A. & J.S. Mikkelsen (2006): Undersøgelse af smoltdødeligheden i Egå foråret 2006. Notat fra Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri, Silkeborg.
- Koed A. og Mikkelsen J. (2007): Undersøgelse af smoltdødeligheden i Egå foråret 2007. Notat. Danmarks Tekniske Universitet, Sektion for Ferskvandsfiskeri.
- Koed A., Rasmussen G. og Rasmussen E.B. (1997): Havørredbestandende i Odense Å og Stavids Å systemerne i relation til Fynsværket. DFU-rapport, 29-97.
- Kristensen (2012): Dødelighed hos havørredsmolt (*Salmo trutta*) i forbindelse med passage af Egå Engsø. Specialrapport. DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -Økologi.
- Kristiansen H. (1991): Havørred i Kolding Å vandsystem 1989-91. DFH rapport. Nr. 427.

- Kromand R., Jordal-Jørgensen J., Roth E., Rønnest A.K. (2010): Analyse af adfærd, motiver og præferencer blandt danske lystfiskere. Udarbejdet som del af projektet Samfundsøkonomisk betydning af lystfiskeriet i Danmark, COWI A/S og Fødevareministeriet.
- Madsen V.(1998): Fiskehejren (*Ardea cinerea*) som prædator- generelt og i relation til ørredsmolt (*Salmo trutta*). DFU-Rapport nr. 59-98.
- McCormick S.D. og Saunders R.L. (1987) Preparatory Physiological Adaptations for Marine Life of Salmonids: Osmoregulation, Growth, and Metabolism. American Fisheries Society Symposium, 1, 211-229.
- McCormick S.D., Hansen L.P., Quinn T.P. og Saunders R.L. (1998): Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55, 77-92.
- McCormick S.D., Cunjak R.A., Dempson B., O'Dea M.F. og Carey J.B. (1999): Temperature-related loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56, 1649-1658.
- Meier K., Hansen M.M., Bekkevold D., Skaala, O. og Mensberg K-L. D. (2011): An assessment of the spatial scale of local adaptation in brown trout (*Salmo trutta* L.): footprints of selection at microsatellite DNA loci. Heredity, 106, 488 -499.
- Mikkelsen J.S. (2012): Plan for fiskepleje i Århus Å. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi, nr. 19-2012.
- Mortensen E., Jensen H.J., Müller J.P. og Timmermann M. (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelsesprogram og metoder. Teknisk anvisning fra DMU, 3.
- Muir W.D. og Williams J.G. (2012): Improving connectivity between freshwater and marine environments for salmon migrating through the lower Snake and Columbia River hydropower system. Ecological Engineering 48, 19-24.
- Nielsen J. (1985): Havørreden i Gudenåen. Gudenåkomiteen, rapport nr. 3.
- Nielsen, J. (1997): Smoltvandringer hos laks (*Salmo salar*) og havørred (*Salmo trutta*) i vandløb og søer. Rapport til COWI A/S.
- Nielsen, J. (2008): Havørreden i Giber Å, Egå og Århus Å. Rapport til Aarhus Kommune.

R Development Core Team 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, ULR: <http://www.Rproject.org>.

Rasmussen, G., Aarestrup, K. & Jepsen, N. (1996): Mortality of Sea Trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic Salmon (*S. salar* L.) smolts during seaward migration through rivers and lakes in Denmark. ICES Council Meeting paper.

Rasmussen, K. (2005): Migrationsadfærd og dødelighed hos ørredsmolt (*Salmo trutta*) ved passage af den nydannede Årslev Engsø samt Brabrand Sø. Specialerapport. Marin Økologi, Aarhus Universitet.

Rasmussen, K. & A. Koed (2005): Smoltdødeligheder i Årslev Engsø, en nydannet Vandmiljøplan II-sø, og Brabrand Sø i foråret 2004. DFU-rapport 139-05.

Regeringen (2009): Grøn Vækst. ULR: <http://www.evm.dk>

Rønnest A.K., Jordal-Jørgensen J., Kromand R., Jensen C.L., Jacobsen L-B., Roth E. og Ladenburg J. (2010): Lystfiskeri i Danmark, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Shrimpton J.M., Björnsson B.T. & McCormick S.D. (2000): Can Atlantic salmon smolt twice? Endocrine and biochemical changes during smolting. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57, 1969-1976.

Stoltze, M. og Pihl, S. (red.) 1998: Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.

Sykes G.E., Johnson C.J. og Shrimpton J.M. (2009): Temperature and Flow Effects on Migration Timing of Chinook Salmon Smolts. Transactions of the American Fisheries Society, 138, 1252-1265.

Sykes G.E. og Shrimpton J.M. (2010): Effect of temperature and current manipulation on smolting in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): the relationship between migratory behaviour and physiological development. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 67, 191-201.

Thorpe J.E., Ross L.G., Struthers G. og Watts L. (1981): Tracking Atlantic salmon smolt, *Salmo salar* L., through Loch Voil, Scotland. Journal of Fish Biology, 19, 519-537.

Wind, P. & Pihl, S. (red.) [2004] (opdateret april 2010): Den danske rødliste. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. ULR: <http://redlist.dmu.dk>.

Windolf J., Thodsen H., Troldborg L., Larsen S.E., Bøgestrand J., Ovesen N.B. og Kronvang B. (2011): A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark.

Wood S.N. (2006): Generalized Additive Models: An Introduction With R. Chapman & Hall.

Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A. og Smith G.M.(2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York.

Zydlewski, G.B., Haro, A. & McCormick, S.D. 2005. Evidence for cumulative temperature as an initiating and terminating factor in downstream migratory behavior of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62, 68-78.

Bilag A: Fiskeundersøgelser 2003 og 2011

A

| År | Art | CPUE-antal (95%CI) | | CPUE-vægt (95% CI) | | | |
|------|-----------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------------|-----|-------------------------|
| | | <10cm | ≥10cm | <10cm | ≥10cm | | |
| 2003 | Gedde | 0.0 | - | 3.6 (2.3 - 5.7) | 0.0 | - | 496.3 (270.5 - 910.6) |
| | Sandart | 0.0 | - | 0.1 (0.1 - 0.1) | 0.0 | - | 12.9 (2.0 - 83.3) |
| | Aborre | 4.1 (2.1 - 7.8) | 14.9 (10.5 - 21.3) | 24.9 (8.3 - 75.3) | 696.8 (514.4 - 943.8) | | |
| | Skalle | 17.3 (11.0 - 27.1) | 22.2 (11.0 - 44.6) | 43.5 (27.4 - 69.3) | 1953.7 (925.7 - 4123.6) | | |
| | Hybrid | 0.0 | - | 0.0 | - | 0.0 | - |
| | Brasen | 7.1 (2.9 - 17.6) | 3.9 (2.6 - 5.9) | 27.7 (7.7 - 99.6) | 2925.2 (1539.5 - 5558.3) | | |
| | Rudskalle | 0.0 | - | 0.6 (0.4 - 0.8) | 0.0 | - | 181.7 (17.7 - 1864.5) |
| | Hork | 0.9 (0.6 - 1.2) | 0.3 (0.3 - 0.3) | 4.4 (2.7 - 7.1) | 10.8 (7.2 - 16.3) | | |
| | Karpe | 0.0 | - | 0.2 (0.1 - 0.2) | 0.0 | - | 171.2 (8.5 - 3433.6) |

B

| År | Art | CPUE-antal (95%CI) | | CPUE-vægt (95% CI) | | | |
|------|-----------|---------------------|----------------------|-----------------------|--------------------------|-----|---------------------------|
| | | <10cm | ≥10cm | <10cm | ≥10cm | | |
| 2011 | Gedde | 0.0 | - | 0.6 (0.4 - 0.7) | 0.0 | - | 1112.1 (248.1 - 4984.8) |
| | Sandart | 0.0 | - | 0.1 (0.1 - 0.1) | 0.0 | - | 9.9 (1.7 - 56.6) |
| | Aborre | 6.1 (2.7 - 14.0) | 10.6 (6.4 - 17.3) | 26.7 (8.4 - 84.5) | 693.2 (350.3 - 1371.9) | | |
| | Skalle | 17.9 (5.1 - 63.7) | 13.8 (10.1 - 18.7) | 80.6 (19.2 - 338.7) | 677.4 (450.9 - 1017.6) | | |
| | Hybrid | 0.2 (0.1 - 0.2) | 0.3 (0.2 - 0.5) | 1.3 (0.5 - 3.2) | 35.4 (3.5 - 354.8) | | |
| | Brasen | 0.3 (0.2 - 0.5) | 1.8 (0.8 - 3.7) | 2.5 (0.9 - 7.1) | 664.3 (16.9 - 26082.7) | | |
| | Rudskalle | 0.0 | - | 0.4 (0.3 - 0.6) | 0.0 | - | 39.8 (3.0 - 526.5) |
| | Hork | 1.2 (0.6 - 2.4) | 8.2 (2.2 - 29.7) | 11.1 (2.2 - 56.3) | 124.9 (7.5 - 2074.9) | | |
| | Karpe | 0.0 | - | 0.0 | - | 0.0 | - |

Table A1: Oversigtsgarn

Fiskedata fra 2003 (A) (data genberegnet fra Hvidt og Bech 2004, fra primært for korrektion af 95% CI) og 2011 (B). For hver art er fangstresultaterne er gjort op som "Catch per unit effort" (CPUE) for antal og vægt.

A

| År | Art | CPUE-antal (95%CI) | | CPUE-vægt (95% CI) | |
|------|--------|-------------------------|---------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | <10cm | ≥10cm | <10cm | ≥10cm |
| 2003 | Gedde | 0.3 (0.2 - 0.5) | 2.2 (0.8 - 5.7) | 3.7 (1.0 - 14.1) | 120.5 (6.1 - 2396.6) |
| | Aborre | 74.0 (6.0 - 909.8) | 12.5 (2.3 - 69.0) | 412.5 (14.5 - 11773.0) | 389.9 (15.0 - 10160.6) |
| | Skalle | 231.0 (16.4 - 3252.9) | 5.8 (1.5 - 22.2) | 536.0 (30.5 - 9428.4) | 201.8 (9.6 - 4223.2) |
| | Brasen | 9.5 (2.0 - 44.2) | 0.0 - | 19.6 (3.2 - 119.5) | 0.0 - |
| | Karpe | 0.7 (0.4 - 1.1) | 0.3 (0.2 - 0.5) | 7.5 (1.5 - 36.8) | 17.5 (2.4 - 129.1) |
| | Ål | 0.0 - | 1.0 (0.4 - 2.3) | 0.0 - | 128.5 (7.4 - 2219.5) |

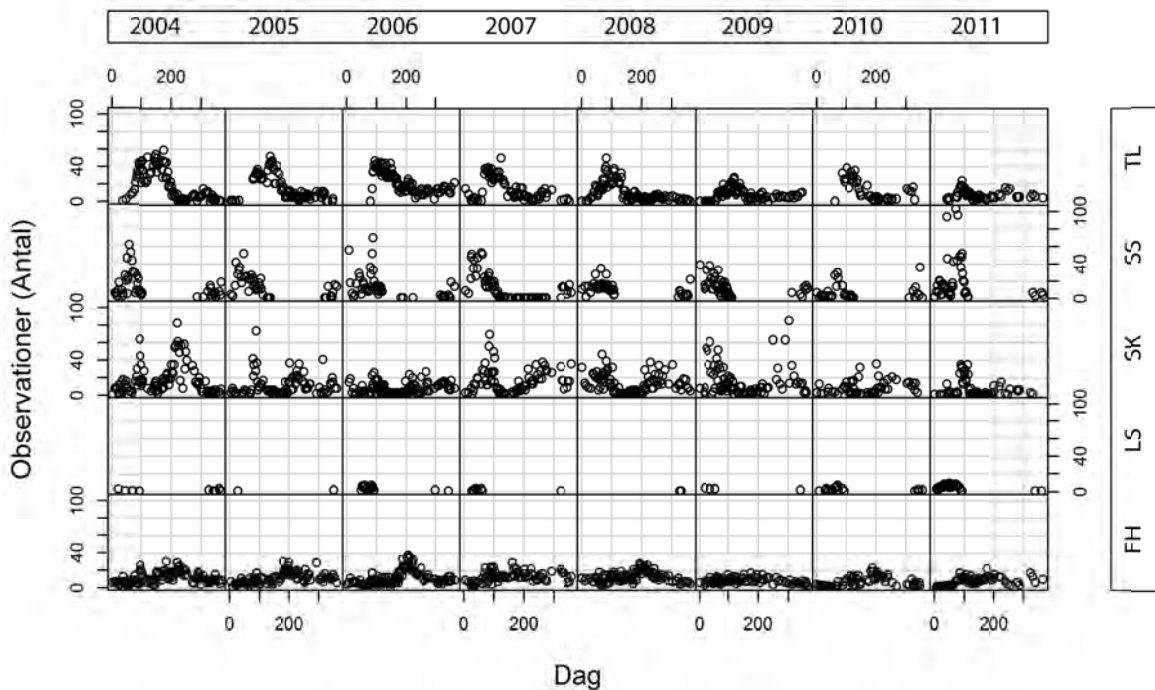
B

| År | Art | CPUE-antal (95%CI) | |
|------|-------------|------------------------|----------------------|
| | | <10cm | ≥10cm |
| 2011 | Gedde | 0.0 - | 0.3 (0.2 - 0.5) |
| | Aborre | 15.3 (5.4 - 43.4) | 30.5 (12.1 - 76.6) |
| | Skalle | 172.7 (69.2 - 431.1) | 0.8 (0.5 - 1.5) |
| | Russkalle | 0.3 (0.2 - 0.5) | 0.0 - |
| | Grundling | 0.2 (0.1 - 0.2) | 0.0 - |
| | Sude | 0.8 (0.4 - 1.6) | 0.3 (0.2 - 0.5) |
| | 3Pigget HS. | 1.7 (0.7 - 3.9) | 0.0 - |
| | 9Pigget HS. | 0.2 (0.1 - 0.2) | 0.0 - |
| | Ål | 0.0 - | 0.8 (0.4 - 1.8) |
| | Karusse | 5.0 (1.1 - 21.8) | 0.0 - |

Tabel A2: Elektrofiskeri

Fiskedata fra 2003 (A) (data genberegnet fra Hvidt og Bech 2004, fra primært for korrektion af 95% CI) og fra 2011 (B). For hver art er fangstresultaterne er gjort op som "Catch per unit effort" (CPUE) for antal og vægt (CPUE-vægt kun for 2003).

Bilag B: Fugleobservationer 2004 til 2011



Figur B1: Årlige fugleobservationer 2004 til 2011

Antal observerede fiskeædende fugle ved Årslev Engsø over alle årets dage (Dag) i årene fra 2004 til 2011. Observationer over tid er præsenteret per år for følgende arter: fiskehejre (FH), skarv (SK), stor skallesluger (SS), lille skallesluger (LS) og toppet lappedykker (TL). Graferne viste et mønster i observationer af fugle, der i grove træk var tilsvarende mellem årene. Udtræk af disse data, fra dag 46 til 166 (perioden fra medio februar til medio juni), er brugt til modellering af fugle forekomster i smoltmigrationsperioden (se 3.3), dog ikke LS, hvor der her ikke var tilstrækkeligt med observationer til at modellere en trend.

Kolofon

Smolttabet i Årlev Engsø. En sammenligning af den nydannede engsø i 2004 og den etablerede engsø i 2011

Af Mikkel Boel og Anders Koed

Januar 2013

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 260-2013

ISBN 978-87-7481-165-7

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Forsidefoto: Peter Jensen

Reference: Boel, M. & Koed, A. 2013. Smolttabet i Årlev Engsø. En sammenligning af den nydannede engsø i 2004 og den etablerede engsø i 2011. DTU Aqua-rapport nr. 260-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 37 pp.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studentspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis instituttets.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc. The views and conclusions are not necessarily those of the Institute.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Vejlsøvej 39
8600 Silkeborg
Tlf: 35 88 31 00

aqua@aqua.dtu.dk
www.aqua.dtu.dk